

· 专论与综述 ·

土壤重金属污染生态风险评估方法综述

刘晶^{1,2}, 滕彦国^{1,2}, 崔艳芳^{1,2}, 王金生^{1,2}

(1. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875; 2. 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875)

摘要: 生态风险评估是风险论与生态学、环境科学、地学等多种学科相互交叉的边缘学科。以土壤生态系统为对象, 介绍了目前已有的几类重金属污染生态风险评估方法, 包括概念模型法、数学模型法、指数法、形态分析法、植物培养法等。指出根据研究目的与污染特性选择适当的评价方法, 可以为土壤生态风险管理提供科学信息。

关键词: 重金属; 土壤污染; 生态风险评估方法

中图分类号: X825 **文献标识码:** A **文章编号:** 1006-2009(2007)03-0006-06

Review in Ecological Risk Assessment Methods for Heavy Metal Polluted Soils

LU Jing^{1,2}, TENG Yan-guo^{1,2}, CUI Yan-fang^{1,2}, WANG Jin-sheng^{1,2}

(1. College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. China Ministry of Education Key Laboratory of Water and Sediment, Beijing 100875, China)

Abstract: The ecological risk assessment is a crossing edge subject of the risk theory, ecology, environmental science and geography etc. Soil ecosystem system is the study object of this article, because the phenomena of heavy metal polluted soils are more and more serious today. Taking the soil ecosystem as the object, at present some kinds of heavy metals pollution ecology risk assessment methods such as the concept model method, mathematics model method, index method, speciation analysis method, planting method were introduced. The suitable assessment method according to the goal of study and the pollution characteristic can provide the scientific information for the soil ecology risk management.

Key words: Heavy metal; Soil pollution; Ecological risk assessment method

土壤—植物—动物系统中, 重金属污染具有多源性、隐蔽性、污染后果严重等特点, 因而成为土壤环境研究的热点^[1]。生态风险指一个种群、生态系统和整个景观的正常功能受到外界胁迫, 从而在目前和将来减小该系统内部某些要素或其本身的健康、生产力、遗传结构、经济价值和美学价值的可能性^[2]。生态风险评估在欧美都有法律依据和技术规则^[3], 1993年欧盟颁布了化学品生态风险评估规定和技术指导文件, 美国国家环保局 (USEPA) 1998年正式颁布了《生态风险评估指南》, 对不同生态系统风险评估制定了相关技术规范, 我国也有许多学者开展了此项研究^[4-13]。从 1983 年美国国家科学院提出土壤生态风险评估方法, 发展到 Suter (1993)、EPA (1998) 模型、MMSO LS 等各种多介质模型, 生态风险评估已基本形成体系, 其

重点在评价 DDT、PCDD 等土壤中有机农药的生态风险, 而重金属污染风险评估方法基本都从评价沉积物的 Hakanson 方法与地质累积指数法沿用而来。

1 生态风险评估模型

1.1 概念模型

USEPA 1998 年正式颁布了《生态风险评估指南》, 提出生态风险评估“三步法”, 即问题形成、分析和风险表征, 同时要求在评价前制定总体规划,

收稿日期: 2006-10-31; 修订日期: 2007-04-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40603017); 科技部国际合作重点计划基金资助项目 (2005DFA20900)

作者简介: 刘晶 (1980—), 女, 蒙古族, 内蒙古鄂尔多斯人, 在读研究生, 主要从事生态风险评估研究。

以明确评价目的。USEPA 提出的生态风险评价基本框架包括问题表述、分析和风险表征三方面,进而提出风险管理方案,见图 1^[14]。评价的第一项是问题表述,在此过程中制定生态风险的分析计划;第二步是分析,确定生态系统如何与生态压力接触,并假定由此会造成怎样的生态影响;第三项是描述生态风险,最后将结果传递给风险管理者和其他感兴趣的团队。

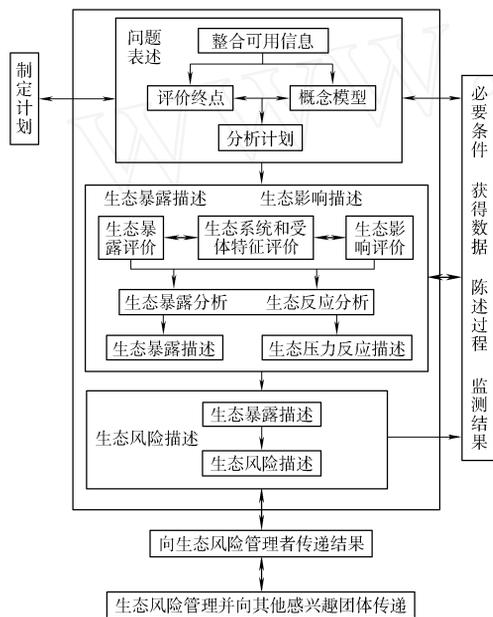


图 1 USEPA 生态风险评价模型的工作框架

1.2 数学模型法

Hope^[15]提出了一系列相对简单的定量算法。Hope模型中受体与暴露途径及暴露点见表 1,食物链中的污染物暴露见图 2^[16-17]。

数学模型主要有 3 种,分别用于计算通过雨水溅落留存在植物体上的污染物质量比、陆生动物通过皮肤接触产生的暴露剂量,以及通过消化作用产生的暴露剂量。

用于计算通过雨水溅落留存在植物体上的污染物质量比(污染物在土壤表层约 1 cm)的表达式为:

$$C_{PA} = EC_{SSS} \times K_{PSI}$$

式中: C_{PA} ——植物体上污染物的质量比, mg/kg;

EC_{SSS} ——土壤中污染物的质量比, mg/kg;

K_{PSI} ——植物—土壤分配系数, Mackone^[18]估算其值为 0.017。

表 1 Hope模型中受体与暴露途径及暴露点

受体	暴露途径	暴露点
陆生植物	叶片沉降	雨水降落,将土壤溅起落在植物上,在植物表面附着
	根的接触	植物的根与土壤接触(深约 1 m) 植物的根与土壤溶液接触(地表水或地下水) 暴露在地表以上的根与土壤接触
	叶片吸收	叶片吸收大气中的污染物 叶片上大气悬浮物的沉降经气孔进入植物体
陆生动物	皮肤接触	直接暴露于地表水、土壤和沉积物中
	呼吸所用	吸入污染土壤飞扬的颗粒污染物 吸入污染土壤、沉积物释放出的污染蒸气
	消化作用	消化被污染的土壤 消化被污染的动、植物
水生植物	直接接触	与地表水达到渗透平衡
水生无脊椎动物	直接接触	呼吸作用、空气流通、与地表水的渗透平衡
	消化	在寻常或事故情况下摄入受污染的猎物或沉积物
水生脊椎动物	直接接触	呼吸作用、空气流通、与地表水的渗透平衡
	消化	在寻常或事故情况下摄入受污染的猎物或沉积物

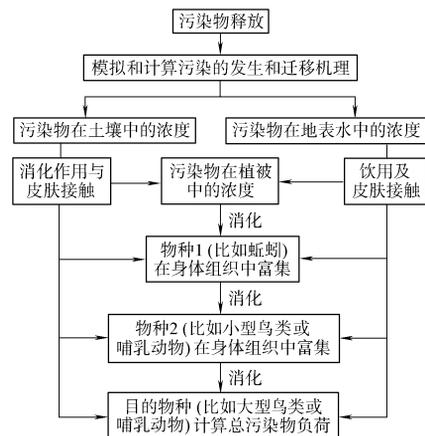


图 2 食物链中的污染物暴露

陆生动物通过皮肤接触产生的暴露可能有两种途径,一种是动物皮肤接触土壤,决定于皮肤表层和土壤的深度(一般为 1 cm);另一种是土壤附着在动物皮肤上。

针对第一种情况,计算第 i 个动物受体每日接受污染物质量 D_{di} [mg/(kg·d)] 的公式(应用于所有哺乳动物)为:

$$D_{di} = (SA_i \times CD \times P_c \times EC_{SSS} \times CF \times s / W_i) \times i \times i$$

$$SA_i = 12.3 \times (0.001 \times W_i)^{0.65}$$

式中: SA_i ——第 i 个动物受体身体表面积, cm^2 ;

CD ——接触区域;

P_c ——与土壤接触的皮肤面积占总面积的百分比;

CF ——单位转换因子;

s ——土壤密度, kg/L 或 mg/m^3 ;

W_i ——第 i 个动物受体的质量, kg ;

i ——地点影响因子;

i ——气候影响因子。

针对第二种情况, 计算第 i 个动物受体的污染载荷量 C_{di} (mg/kg) 的公式为:

$$C_{di} = D_{di} \times (\partial / k_e)$$

$$D_{di} = (SA_i \times S_a \times P_c \times EC_{SSS} \times CF \times s / W_i) \times i \times i$$

式中: S_a ——皮肤接触因子, mg/m^2 ;

∂ ——皮肤吸收污染物特征因子;

k_e ——排泄速率, d^{-1} 。

Hope 也指出了计算爬行动物、鸟类和两栖动物身体面积的其他算法。野生啮齿动物身体皮肤总面积的分数 P_c 为 0.22, 其他情况则需要调整一下。人类的 S_a 为 $(0.52 \pm 0.9) \times 10^4 mg/m^2$, 可以作为计算其他物种的基础。是皮肤接触土壤后的吸收系数, 现有应用于人体的值也适用于其他哺乳动物。文献中排泄速率一般默认为 1.0。要考察污染源所处地点及受体在此范围内的滞留时间和频率, 默认值为 1.0。要考察受体迁徙和冬眠的可能性, 默认值为 1.0。

消化是暴露最重要的方式。对食肉动物来说, 暴露剂量由捕食初级消费者引起, 可表示为:

$$D_i = \{ [(Q_i \times EC_{sw}) + (\sum_{j=1}^k C_j \times F_j \times R_j) + (E_{SSS} \times F_{SSS} \times R_j)] / W_i \} \times i \times i$$

$$C_i = D_i \times (i_{ing} / k)$$

式中: D_i ——第 i 个动物受体单位时间内消化污染物的剂量, $mg/(kg \cdot d)$;

C_i ——第 i 个动物受体的污染载荷, mg/kg ;

C_j ——第 j 种食物中的污染物质量比, mg/kg ;

F_j ——第 j 种食物对第 i 种受体的相关部分;

R_j ——第 j 个动物受体每日消耗食物的质量, kg/d ;

Q_i ——第 i 个动物受体每天喝水量, L/d ;

i_{ing} ——消化系数;

F_{SSS} ——随食物进入 i 受体消化系统的土壤分数或沉积物分数;

k ——食物数目。

如果 i 受体摄取了不同营养级别的食物, 考虑到生物放大作用, 可以使用食物链模型^[19]。下式用于针对哺乳动物计算 Q_i 和 R_j :

$$Q_i = 0.099 \times W_i^{0.90}$$

$$R_j = 0.054 \times W_i^{0.945}$$

Hope 确定了哺乳动物的 i_{ing} 值, 如没有可以获得的信息, i_{ing} 和生物吸收率为 1.0。

此外一些评价人体暴露的模型如 HESP (Human Exposure to Soil Pollutants, Ectoc, 1994) 模型, 它的某些算法也可以评价植物、水生生物和牲畜的暴露。

2 生态风险评价指数

近年来, 国际上众多科学家从沉积学角度提出了多种重金属污染评价方法, 主要有潜在生态风险指数法^[20-21]、地质累积指数法^[22-23]、污染指数法^[24]、回归过量分析法^[25]等。虽然这些方法大多用于沉积物污染评价, 但用于土壤重金属评价的实例也逐年增多。

2.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数 (RI) 体现了生物有效性和相对贡献比例及地理空间差异等特点, 能综合反映沉积物中重金属的影响潜力。对应指标包括: 单一金属污染系数 C_f^i 、多金属污染度 C_d 、不同金属生物毒性响应因子 T_r^i 、单一金属潜在生态风险因子 E_r^i 、多金属潜在生态风险指数 RI , 其关系如下:

$$C_f^i = C_D^i / C_R^i$$

$$C_d = \sum_{i=1}^m C_f^i$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i$$

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i$$

式中, C_D^i 为样品实测浓度, C_R^i 为沉积物和土壤背景参考值, T_r^i 反映了金属在水相、固相和生物相之间的响应关系。潜在生态风险指数可以定量评价单一元素的风险等级, 也可以评价多个元素的总体风险等级。

宣昊等^[26]在地球化学基线的基础上, 利用潜

在生态风险评价方法对江西省德兴铜矿周围土壤中 7 种重金属进行了评价,将研究区划分为轻微生态风险区、中等生态风险区和强生态风险区。此外还有研究者应用该方法对其他地区的土壤重金属污染进行了生态风险评价^[27-29]。

2.2 地质累积指数法

地质累积指数 (I_{geo}) 通常称为 Muller 指数^[30-31],反映了重金属分布的自然变化特征,还可以判别人为活动对环境的影响,是区分人为活动影响的重要参数^[32]。其计算公式为:

$$I_{geo} = \lg \left[\frac{C_n}{1.5 B E_n} \right]$$

式中, C_n 为样品中元素 n 的浓度, $B E_n$ 为环境背景浓度值, 1.5 为修正指数,通常用来表征沉积特征、岩石地质及其他影响。

滕彦国等^[31,33]应用地质累积指数对攀枝花地区昔格达组粘土的重金属污染进行了评价,提出应选择与该沉积物有直接联系的地球化学背景,由此分析污染状况才更真实。

3 形态分析技术

虽然重金属总量分析可以提供土壤中重金属可能富集的信息,但不能表明该元素在土壤中的赋存形态、迁移能力及植物吸收的有效性。因此,近年来国内外的研究重点已从总量分析转移至形态分析。

目前化学形态的分析方法主要有 3 种,即仪器直接测定、化学平衡模拟计算和模拟实验。最常用的是模拟实验方法,即顺序提取 (sequential extraction) 法,它是根据样品的物理性质 (如粒度、溶解度等) 或化学性质 (如结合状态、反应活性等) 将样品中一种或一组被测定物质分类提取的过程,分为多步提取和一步提取。顺序提取法发展于 20 世纪 60 年代,目前已逐步完善^[34]。

3.1 多步提取法

比较常用的有 Tessier 流程、BCR 三步提取法、改进的 BCR 法^[35-38]。其共同特点是将元素形态分为酸可溶态 (其中 Tessier 流程将其进一步划分为可交换态和碳酸盐结合态)、可还原态、可氧化态和残留态,区别主要在于试剂和操作条件的选取。

针对改进后的 BCR 顺序提取方案仍然存在流程长、耗时多、元素再分配等问题,一些学者^[39-40]开始尝试将超声波振荡、微波、连续流动等技术引入顺序提取,显著提高了工作效率。

3.2 一步提取法

3.2.1 酸性试剂提取法

常用的酸性试剂有 HOAc、HCl、HNO₃ 等,其中 HOAc 对 Cd、Co、Cr、Ni、Pb、Zn 等元素的浸提效果较好。有学者在研究土壤重金属污染时采用了水-乙酸两步萃取法^[41-42],使用乙酸作为萃取剂,可以模拟植物根际的弱酸环境,能够准确描述污染物的迁移能力,法国北部冶炼厂周围土壤和焦作矿区土壤污染研究亦采用了此法。也有报道提出由于 pH 值过低,酸性试剂萃取的重金属形态并不代表植物能吸收的重金属形态,也就是说酸性试剂萃取的重金属含量与植物体内的重金属含量之间只是统计关系^[43]。

3.2.2 螯合剂提取法

用螯合剂萃取土壤和沉积物中可被植物直接吸收和利用的重金属元素,是因其能与大多数金属离子形成稳定的水溶性螯合物。常用的螯合剂有 DTPA (二乙烯三胺五乙酸)、TEA (三乙醇胺)、EDTA (pH 值为 7) 等。Peters^[44]在用螯合剂浸提污染土壤中重金属的研究中得出,EDTA、柠檬酸、NTA (次氨基三乙酸) 作为螯合剂转移土壤中的 Zn、Pd、Cu 均有效,能同时转移 Cd、Cu、Pb、Zn、Fe、Co、As、Hg 等金属,但由于 NTA 属于致癌物质,所以一般不使用。

3.2.3 缓冲试剂提取法

常用的缓冲试剂有 NH₄OAc + HOAc (pH 值为 4.8 或 5.0)、H₂C₂O₄ + (NH₄)₂C₂O₄ (pH 值为 5.0)、CaCl₂、NaNO₃ 等。较常用的方法是毒性淋滤试验程序法 (TCLP 法),是美国《固体废弃物试验分析评价手册》中推荐的标准方法之一。孙叶芳等^[45]使用 TCLP 法对浙江省某铅锌矿区污染土壤中的重金属开展了生态环境风险评价。

4 植物培养法

植物培养法是采用人工模拟、人工控制所进行的各种植物栽培试验。该方法以作物吸收的土壤重金属含量来表示土壤中重金属的生物有效性,进而建立污染浓度与生态风险之间的直接联系,实质上是一种生物浸提法,较多采用幼苗密集培养法、盆钵试验法和田间试验法^[46]。1923 年 Nebulaer 和 Schneider 提出黑麦幼苗法 (又称 Nebulaer 法),是利用植物幼苗期对营养的敏感性进行植物摄取的生物测试技术,以指示土壤养分的丰缺情况。孟

昭福等^[47]研究证实可用小麦幼苗替代黑麦,但通过两种植物测定的土壤中重金属生物有效性数据间存在差异。

5 结语

生态风险评估能够灵活地组织和运用各种数据、信息、假设和不确定性,对产生不利的生态效应进行评价。土壤生态风险评估可为土壤生态风险管理提供可能引起不良生态效应的信息,为环境决策提供依据。到目前为止,在生态风险评估方面还没有一种公认的可广泛接受的模型或方法,因而在实际运用中应结合评价区域土壤及其中重金属的特性、评价目的,选择适当的评价方法。

[参考文献]

- [1] 李东艳, FRANCO ISM, 任玉芬. 重金属污染土壤萃取方法选择及参数优化 [J]. 地学前缘, 2005, 12(4): 189 - 192
- [2] 钟政林. 环境风险评估研究进展 [J]. 环境科学进展, 1996, 4(6): 17 - 21.
- [3] 程建龙, 陆兆华, 范英宏. 露天煤矿区生态风险评估方法 [J]. 生态学报, 2004, 24(12): 2946 - 2950.
- [4] 殷浩文. 水环境生态风险评估程序 [J]. 上海环境科学, 1995, 14(11): 11 - 14.
- [5] 钱迎倩, 田彦, 魏伟. 转基因植物的生态风险评估 [J]. 植物生态学报, 1998, 22(4): 289 - 299.
- [6] 李国旗, 安树青, 陈兴龙, 等. 生态风险评估研究述评 [J]. 生态学杂志, 1999, 18(4): 57 - 64.
- [7] 曹洪法, 沈英娃. 生态风险评估研究概述 [J]. 环境化学, 1991, 10(3): 26 - 29.
- [8] 徐镜波, 王咏. 生态风险评估 [J]. 松辽学刊 (自然科学版), 1995(2): 10 - 13.
- [9] 刘文新, 梁兆坤, 汤鸿霄. 安乐江沉淀物中金属污染的潜在生态风险评估 [J]. 生态学报, 1999, 19(2): 206 - 211.
- [10] 马宝艳, 张学林. 吉林省区域环境中硒的生态风险评估 [J]. 中国环境科学, 2000, 20(1): 91 - 96.
- [11] 张学林, 王金达. 区域农业景观生态风险评估初步构想 [J]. 地球科学进展, 2000, 15(6): 712 - 716.
- [12] 许学工, 林辉平, 付在毅. 黄河三角洲湿地区域生态风险评估 [J]. 北京大学学报 (自然科学版), 2001, 37(1): 111 - 120.
- [13] 付在毅, 许学工. 辽河三角洲湿地区域生态风险评估 [J]. 生态学报, 2001, 21(3): 365 - 373.
- [14] 马燕, 郑祥民. 生态风险评估研究 [J]. 国土与自然资源研究, 2005(2): 49 - 51.
- [15] HOPE B K A review of models for estimating terrestrial ecological receptors exposure to chemical contaminants [J]. *Chemosphere*, 1995, 30(12): 2267 - 2287.
- [16] JEAN-LOUIS R. Ecological risk evaluation of polluted soils [M]. France: Science Publishers Inc, 2000.
- [17] GAUDET C, EVS. Environment consultants, environment and social systems analysts [J]. *Environment Canada Scientific Study*, 1994, 65(5): 382 - 390.
- [18] MACKONE T E. The precision of QSAR methods for estimating intermedia transfer factors in exposure assessments [J]. *SAR and QSAR in Environ Res*, 1994(1): 41 - 51.
- [19] EMLEN J M. Terrestrial population models for ecological risk assessment a state-of-the-art review [J]. *Environ Toxicol Chem*, 1992, 28(8): 831 - 842.
- [20] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control—A sediment ecological approach [J]. *Water Research*, 1980, 14: 975 - 1000.
- [21] 尚英男, 倪师军, 张成江. 成都市河流表层沉积物重金属污染及潜在生态风险评估 [J]. *生态环境*, 2005, 14(6): 827 - 829.
- [22] FORSTNER U. *Lecture notes in earth sciences (contaminated sediments)* [M]. Berlin: Springer Verlag, 1989: 107 - 109.
- [23] FORSTNER U, MULLER G. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in river sediments: geochemical background, man's influence and environmental impact [J]. *Geo Journal*, 1981(5): 417 - 425.
- [24] 侯建兵, 钱谊, 张纪武, 等. 城市工业用地土壤重金属污染调查 [J]. *环境监测管理与技术*, 2006, 18(3): 16 - 17.
- [25] HILTON J, DAVISON W, OCHSENBERG U. A mathematical model for analysis of sediment coke data: implications for enrichment factor calculation and trace transport mechanisms [J]. *Chemical Geology*, 1985, 48: 281 - 291.
- [26] 宣昊, 滕彦国, 倪师军, 等. 基于地球化学基线的土壤重金属污染潜在生态风险评估 [J]. *矿物岩石*, 2005, 25(4): 69 - 72.
- [27] 赵沁娜, 徐启新, 杨凯. 潜在生态危害指数法在典型污染行业土壤污染评价中的应用 [J]. *华东师范大学学报 (自然科学版)*, 2005(3): 111 - 116.
- [28] 李章平, 陈玉成, 杨学春. 重庆市主城区土壤重金属的潜在生态危害评价 [J]. *西南农业大学学报 (自然科学版)*, 2006, 28(4): 227 - 230.
- [29] 郭平, 谢忠雷, 李军. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评估 [J]. *地理科学*, 2005, 25(1): 108 - 112.
- [30] MULLER G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *Geo Journal*, 1969(2): 108 - 118.
- [31] 滕彦国, 虞先国, 倪师军. 应用地质累积指数评价攀枝花地区土壤重金属污染 [J]. *重庆环境科学*, 2002, 24(4): 25 - 27.
- [32] FORSTNER U, AHLFW, CALMANO W, et al. Sediment criteria development contributions from environmental geochemistry to water quality management [J]. *Environmental Geology*, 1990, 53(2): 311 - 338.
- [33] 滕彦国, 虞先国, 倪师军. 应用地质累积指数评价沉积物中重金属污染: 选择地球化学背景的影响 [J]. *环境科学与技术*, 2002, 25(2): 7 - 10.
- [34] 宋照亮, 刘丛强, 彭渤. 逐级提取 (SEE) 技术及其在沉积物

- 和土壤元素形态研究中的应用 [J]. 地球与环境, 2004, 32 (2): 70 - 77.
- [35] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal Chem, 1979, 51: 844 - 851.
- [36] HALL G E M, VA ME J E, BEER R, et al Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction[J]. Geochemical Explore, 1996, 56: 59 - 78.
- [37] HALL G E M, PELCHAT P. Comparability of results obtained by the use of different selective extraction schemes for the determination of element forms in soils[J]. Water, Air and Soil Pollute, 1999, 112: 41 - 53.
- [38] 王亚平, 黄毅, 王苏明. 土壤和沉积物中元素的化学形态及其顺序提取法 [J]. 地质通报, 2005, 24 (8): 728 - 734.
- [39] PAZOS-CAPE ANS P, BARCELONA-ALONSO M C, BERMEJO-BARRERA A, et al Chromium available fractions in arousa sediment using a modified microwave BCR protocol based on microwave assisted extraction[J]. Talanta, 2005, 65: 678 - 685.
- [40] CAMPOS E, BARAHONA E, LACHICA M, et al A study of the analytical parameters important for the sequential extraction procedure using microwave heating for Pb, Zn and Cu in calcareous soils[J]. Anal Chim Acta, 1998, 369: 235 - 243.
- [41] SLOO THA V D, HEASMAN L, QUEVAU V LLER P. Harmonization of leaching/extraction tests [M]. Amsterdam: Elsevier Press, 1997.
- [42] SVETE P, MLACIC R, PLHLARB. Optimization of an extraction procedure for determination of total water-soluble Zn, Pb and Cd and their species in soils from a mining area[J]. Annali di Chimica, 2000, 90: 323 - 334.
- [43] PARKPIAN P, KLANKRONG K, DELAUNE R, et al Metal leachability from sewage sludge-amended Thai soils[J]. Journal of Environmental Science and Health (Part A), 2002, 37: 765 - 791.
- [44] PETERS R W. Chelant extraction of heavy metals from contaminated soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 1999, 66: 151 - 210.
- [45] 孙叶芳, 谢正苗, 徐建明, 等. TCLP 法评价矿区土壤重金属的生态环境风险 [J]. 环境科学, 2005, 26 (3): 152 - 156.
- [46] 孔文杰, 鲁洪娟, 倪吾钟. 土壤重金属生物有效性的评价方法 [J]. 广东微量元素科学, 2005, 12 (2): 1 - 6.
- [47] 孟昭福, 张增强, 薛澄泽, 等. 替代黑麦幼苗测定土壤中重金属生物有效性的研究 [J]. 农业环境保护, 2001, 20: 337 - 340.

本栏目责任编辑 姚朝英

(上接第 5 页)

厂的相对位置, 共设 6 个采样点, 见图 4, 其中 F 点作为对照断面。对所有样品用气相色谱/质谱法定性鉴定, 结果表明, 水厂沉淀池水样、江水样和毛条厂水样的总离子色谱图形状相似, 用标准图谱对主要峰检索, 定性结果为二甲苯、二乙烯、甲苯和萘; 而毛纺厂等其他工厂废水中的有机物无论种类还是数量都比毛条厂少, 经进一步调查确定事故的直接原因是毛条厂废水治理设备出现故障未维修, 废水直接排入江中所致。

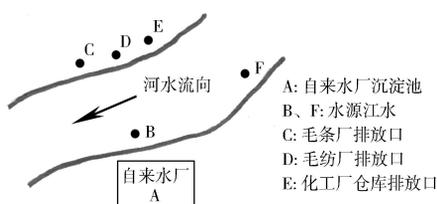


图 4 某水厂污染事故采样布点示意

3 结论

在环境突发性事故应急监测中, 采样布点的完

整性和代表性非常重要, 是处置事故成败的关键。对于一些特大的污染事故, 污染物质成分复杂, 污染范围广, 影响时间长, 需全面监测分析。质谱技术能对环境空气、地表水、地下水、饮用水、生物、食品、土壤等的污染情况提供准确的定性定量结果, 在环境突发性事故的监测分析中具有特别重要的作用。

[参考文献]

- [1] 谭培功, 金丽莎, 于彦彬. 环境污染事故应急监测的对策 [J]. 环境监测管理与技术, 2005, 17 (5): 38 - 39.
- [2] 赵淑莉, 谭培功. 空气中有有机物的监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
- [3] 国家环境保护总局《空气和废气监测分析方法》编委会. 空气和废气监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2003.
- [4] 陈正夫, 朱坚, 周亚康. 环境激素的分析与评价 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [5] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

本栏目责任编辑 姚朝英